[1]不同含铬废水对薏苡人工湿地残根分解及铬化学形态的影响

王倩云，方紫蕊，彭姿，李素丽，程夕冉，王学礼，李志刚*
（广西大学 农学院， 南宁 530005）

摘要：为探讨生活污水与营养液两种不同的水源对 Cr^{6+}污染人工湿地残根分解及铬化学形态转化的影响，通过构建微型薏苡人工湿地处理含铬废水[分别以生活污水（DWS）和 1/2 Hoagland 营养液（HNS）配制含 0、20、40 mg· L^{-1} Cr(Ⅵ)的配制液作为模拟含铬废水]，采用埋根分解法，研究残根的分解动态，以及铬化学形态转化规律。结果表明：（1）20、40 mg· L^{-1} Cr（Ⅵ）铬胁迫下，薏苡的生长均受到抑制，HNS 处理株高和茎径均大于 DWS 处理，但 HNS 处理的株高和茎径受 Cr(Ⅵ)抑制程度大于 DWS 处理; (2)薏苡残根分解速率随 Cr（Ⅵ）理浓度的提高而降低，HNS 处理残根分解速率大于 DWS 处理。分解 60 天后，DWS 处理条件下，20、40 mg· L^{-1} Cr（Ⅵ）处理残根铬含量比埋根初期分别降低了 11.7%、8.09%，HNS 处理下分别下降了 15.8%、18.42%。20、40 mg· $L^{-1}$$Cr^{6+}$处理薏苡残根的残渣态铬占比均随埋根时间的延长而降低，而乙醇提取态铬和去离子水提取态铬占比增大，醋酸结合态铬占比则显著增大；(3)残根分解初期，HNS 和 DWS 处理出水中的 COD、TN、NH_4-N 以及总铬含量均有提高，而后降低，变化趋势与残根分解进程一致，HNS 处理人工湿地对废水中铬的去除效率更高。该研究结果表明在人工湿地植物收割后，根系分解可短时间内提高出水中铬含量，适当改善污水中营养状况，可以促进残根分解和湿地对铬的去除。

关键词：铬，人工湿地，铬化学形态，残根分解，水质

Effects of Different Chromium Containing Wastewater on the Decomposition of Residual Roots and Chromium Chemical Forms in *Coix lachryma-jobi* L Constructed Wetland

WANG Qianyun, FANG Zirui, PENG Zi, LI Suli，CHENG Xiran, WANG Xueli, LI Zhigang*
(*College of Agriculture, Guangxi University*, Nanning 530005)

Abstract: To investigate the effects of two different water sources, domestic sewage and nutrient solution, on the decomposition of residual roots and the transformation of chromium chemical forms in Cr^{6+} contaminated constructed wetlands, a micro *Coix lachryma-jobi* L constructed wetland was constructed to treat chromium containing wastewater [using domestic sewage (DWS)

1

基金项目：国家自然科学资金（21167002，41867023）；广西自然科学基金（2018GXNSFAA281214） [Supported by National Natural Science Foundation of China（21167002，41867023）; Natural Science Foundation of Guangxi（2018GXNSFAA281214)]。

第一作者：王倩云(1998–)，硕士研究生，主要从事重金属污染研究，（E–mail）2274651377@qq.com。
***通信作者：**李志刚，教授，主要从事植物逆境生理生态研究，（E–mail）lizhigangnn@163.com。

and 1/2 Hoagland nutrient solution (HNS) as simulated solutions containing 0, 20, and 40mg· L-1Cr (VI), respectively]. By using the buried root decomposition method, we studied the decomposition dynamics of residual roots and the transformation pattern of chromium chemical forms.The results were as follows : (1) Under 20 and 40 mg· L-1 (Ⅵ) stress, the growth of *Coix lacryma-jobi* L was inhibited. The plant height and stem diameter of HNS treatment were greater than those of DWS treatment, but the plant height and stem diameter of HNS treatment were more inhibited by Cr (Ⅵ) than those of DWS treatment; (2) The decomposition rate of *Coix lacryma-jobi* L residual roots decreased with the increase of Cr (Ⅵ) concentration, and the decomposition rate of HNS treatment was higher than that of DWS treatment. After 60 days of decomposition, under DWS treatment, the residual root chromium content of 20 and 40 mg· L-1Cr (Ⅵ) treatment decreased by 11.7% and 8.09% respectively compared with that at the initial stage of root burial, while under HNS treatment, the residual root chromium content decreased by 15.8% and 18.42% respectively. The percentage of residual chromium in *Coix lacryma-jobi* L root residues at 20 and 40 mg· L-1 treatments decreased with the extension of root burial time, while the percentage of ethanol-extracted chromium and deionized water extracted chromium increased, and the percentage of acetic acid bound chromium increased significantly; (3) In the early stage of residual root decomposition, the COD, TN, NH_4-N, and total chromium content in the effluent treated with HNS and DWS increased, and then decreased. The trend of change is consistent with the residual root decomposition process. HNS treated constructed wetlands are more efficient in removing chromium from wastewater. The research results indicate that after harvesting plants in constructed wetlands, root decomposition can quickly increase the chromium content in the effluent, and appropriately improve the nutritional status in wastewater, which can promote residual root decomposition and removal of chromium by wetlands.

Key words: Chromium, constructed wetland, chemical form of chromium, residue decomposition, water quality

铬在地壳中极其丰富，在染料、石油精炼、皮革、木材、纺织、纸浆等行业等被广泛应用 (Norouzi et al., 2018)，工业活动导致大量铬释放到环境中，导致铬在土壤、水体中积累。铬具有很多种氧化态，六价铬[Cr(VI)]和三价铬[Cr(III)]是自然环境中最常见和最稳定的(Ashraf et al., 2017)，其中六价铬被认为是高毒性、可携带性高的自然污染物（Chen et al., 2016)。

对含铬废水进行处理是减少铬污染传播的重要途径,与传统的物理修复、化学修复相比，人工湿地处理有高效、低耗、简单、低成本等优势(Bhaduri et al., 2012；Ren et al., 2016; Ojuederie et al., 2017)，在重金属污染废水的处理中得到了广泛应用。人工湿地对鞣革、电镀等工业废水中的铬都有较好的去除效果(Shanker et al., 2005)，一些研究表明人工湿地对制革废水中铬的去除效率高达 98%以上（Githuku et al., 2021; Zapana et al., 2022）。有机质与微生物对于人工湿地处理含铬废水非常重要（Fang et al., 2022），Lin 等（2019）发现，污水中富含有机质、微生物等条件下，人工湿地对废水中铬的去除效果显著提高。李志刚等(2018) 发现添加生活污水可以提高薏苡人工湿地对含铬废水的处理效果，李恺等（2014)的研究发现，在重金属污染废水中添加生活污水可提高人工湿地对重金属的处理能力，生活污水浓度越高，处理能力越强。李帅(2016) 分别在含铬废水中添加生活污水和 1/2 Hoagland 营养液，发现添加生活污水可缓解 Cr^{6+}对薏苡的抑制，但随着铬处理时间的延长，基质中有机质与微生物的积累，1/2 Hoagland 营养液人工湿地植物受抑制程度减轻，植物生长及处理效果均提高，并优于纯生活污水的处理。因此，我们认为，较好的营养条件更利于人工湿地的长期可

持续高效运行。

人工湿地植物的根部是重金属积累的重要部位，人工湿地处理含铬废水过程中，根系积累的铬占植物吸收量的 80%以上（李志刚等，2010；Li et al., 2021），植物生长到一定阶段，部分细根会发生脱落、分解，导致根系吸收的铬释放到环境中（Cao et al., 2018）。通过周期性收割地上部分是人工湿地处理铬污染废水的重要措施，当地上部分收割后，残根脱落分解的进程加快，其所吸收的重金属将重新释放，并可能影响到人工湿地对重金属污染废水的处理。Pereira 等（2007)的研究表明，重金属污染条件下，植物细根分解导致重金属的释放。枯落物分解后向环境释放铬，导致环境中铬化学形态的转化(Xu＆Wu, 2019)。彭姿等(2015)发现，生活污水条件下残根分解引起残根中铬的释放，并导致出水铬含量的变化。李帅(2016)的研究也表明，1/2 Hoagland 营养液条件能提高人工湿地对含铬废水的处理效果，但改善营养条件下，人工湿地残根分解对人工湿地处理含铬废水有何影响，尚未见有报道。

本研究采用埋根分解法，通过构建薏苡垂直流人工湿地，分别以生活污水和 1/2 Hoagland 营养液配制含不同浓度 Cr(Ⅵ)的含铬废水，探讨以下问题：（1）人工湿地处理含 Cr(Ⅵ)废水过程中，残根分解规律及铬释放规律；（2）残根分解过程中铬化学形态及含量变化；（3）人工湿地处理含 Cr(Ⅵ)废水过程中，残根分解对水质指标的影响。本研究结果为人工湿地高效处理铬废水提供一定的理论支持。

1.材料和方法

1.1 供试材料

本研究以广西野生薏苡（薏苡，*Coix lacryma-jobi* L）作为人工湿地植物，由广西农业科学院作物品种资源研究所提供。薏苡为湿生性植物，适应性强，喜温暖气候，忌高温闷热，不耐寒，对土壤要求不严，可以在富营养化的水体中生长，根系发达，常被用于人工湿地处理污水工程中。

1.2 研究地点

本研究在广西大学科研基地进行，试验地北纬 22°84′，东经 108°30′。属亚热带季风气候区和热带季风气候区，年平均气温 16.5～23.1 ℃之间，年平均日照 1 800～1 940 h，年均降雨量为 1 300-2 000 mm。

1.3 实验设计

2020 年在广西大学农学院教学科研基地进行，参考李志刚等（2008）构建微型模拟垂直流薏苡人工湿地，使用上口直径 71 cm，下端口直径为 45 cm，桶高 61 cm 的大塑料桶作为湿地单元，桶内从下至上依次填入 10 cm 厚的鹅卵石（直径 3~5 cm），然后填入 40 cm 厚的河沙（粒径 0.25~0.35 mm），在距桶底 10 cm 处安装水龙头用于排水。人工湿地构筑后，以 1/2Hoaglands 营养液灌溉人工湿地系统，并种植长势一致的薏苡幼苗，每个湿地单元 6 株，当苗高 60 cm 后，用于处理含 Cr^{6+}废水（分别用 1/2 Hoaglands 营养液（HNS）和生活污水（DWS）配制，生活污水的主要指标为：COD 105.50 ~ 110.50 mg· L^{-1}，TN6.41 ~ 8.61 mg· L^{-1}, TP0.67 ~ 1.05 mg· L^{-1}，NH_4-N4.71 ~ 6.09 mg· L^{-1}），根据李志刚等（2008，2010）、彭姿等（2015）的研究，铬的处理浓度设为 0、20、40 mg· L^{-1} Cr^{6+}，每个湿地单元每次进水量为 30 L，重复 3 次。参考李志刚等（2008，2010）的方法，采用间歇式进水方式，即进水后水停留 3 d，然后落干 4 d，每 7 d 为一个循环。运行至 2021 年 2 月 5 日，此后仅进水保证薏苡苗存活，于 2021 年 3 月 5 日剪掉地上部分，同时继续进行 0、20、40 mg· L^{-1} 铬处理，因薏苡植株根量较大，在各重复所有植株根附近 3 cm 处，等量采集部分细根，以保证再生苗能够均匀、正常生长，根清洗干净后挑去发黄的老根，剪成 5 cm 长根段，取 7 g 装袋（鲜样）；另取部分根烘干，取 3 g 装袋（干样），以用于埋根试验。待再生苗重新长出

至苗高 60 cm 左右时，在 4 月 5 日继续进行铬胁迫实验，并参考彭姿等（2015）的方法，进行埋根试验。

2.样品的采集与测定方法

2.1 样品采集

参考彭姿等（2015）的方法，分别于埋根后 30、45、60 d 取样，每次在每个投放点取回 3 袋鲜样和 3 袋干样，洗净，鲜样袋的样品吸干根表面的水后直接称重，干样袋的样品 70℃下烘干至恒重再称重。干样袋的样品用于分析残根分解率，鲜样袋的样品用于铬形态的测定。

2.2 根分解系数测定

参考(Benfield & Webster, 1985)的方法，用残留率和分解系数表示。根分解过程中干物质残留率的变化可以用指数衰减模型来描述 (Olson, 1963)，即：$Xt = Xoe^{-kt}$ ，根残留率计算：公式$\frac{Xt}{Xo}\times 100\%$，铬释放量计算方式：$(Mt-mo)\times(Xo-Xt)$，式中 Xt 为分解 t 时间后根的残留量(g)，Xo 为根的初始质量(g)，k 为分解速率常数(d^{-1})，t 为分解时间(d)。Mt 为分解 t 时间后的铬含量($mg\cdot kg^{-1}$)，Mo 为根的初始铬含量（$mg\cdot kg^{-1}$），对分解残留率数据进行自然对数转化后，线性拟合得到回归方程和参数。

2.3 根中铬含量的测定

参照王爱云等(2012)的方法，准确称重 0.300 0 g 干燥植物样品，用硝酸和高氯酸(*V/V*=4：1)浸泡过夜。消化完成后，用 0.2%稀硝酸定容至 50 mL 容量瓶，采用 0.45 μm 的水过滤膜进行过滤，使用电感耦合等离子体发射光谱仪（ICP-5000，Beijing, China）测定样品中铬含量。

2.4 根中铬形态的测定

参照（杨居荣和贺建群，1995）的方法，提取残根中不同形态的重金属。准确称重 3.00 0 g 新鲜样品，用液氮快速冷冻研磨成粉，加入 30 mL 提取剂后转入离心管，并于 5 000 g 离心，取上清液转移至锥形瓶中，用电热板蒸至近干（约剩 1 mL），加入 HNO_3 4 mL、$HClO_4$ 1 mL，并盖上漏斗消解至约剩 1~2 mL 且溶液澄清，残渣态直接使用残渣加混合强酸消解，以 10%HNO3 定容至 25 mL 容量瓶，用 0.45 μm 的水过滤膜进行过滤，采用电感耦合等离子体发射光谱仪 (ICP-MS, Nexion350X, PE, USA)。不同处理下根内不同形态铬含量按照其金属活性将其分为六种化学形态，即乙醇提取态(F1)、去离子水结合态(F2)、氯化钠提取态(F3)、醋酸结合态（F4）、盐酸提取态（F5）、残渣态（F6）(陈东东和童土唐，2014；彭姿等，2015)。

2.5 薏苡农艺性状测量

分别于 2021 年收割后 13、48、76 和 90 d，测量薏苡的茎径（以茎中间节位为茎径）和株高（从基部至顶部第一个可见叶环）。

2.6 水样采集和水质测定方法

2021 年 4 月 8 日，即进水后 3 d 采集水样，而后间隔 30、45、 60 d 分别进行水质的测定。早上 8：00 于人工湿地距桶底部 10 cm 的出水口取水。测定的指标有 COD（chemical oxygen demand，化学需氧量）、TN（总氮，total nitrogen）、NH_4-N（ammonia nitrogen，氨氮）和总铬。

COD 采用重铬酸钾法(陈丽琼和胡勇，2009)，TN 采用碱性过硫酸钾消解-紫外分光光度法(李学莲, 2018)，NH_4-N 采用纳氏试剂分光光度法（HJ 535-2009)，总铬采用高锰酸钾氧化法(GB/T 7466-1987)。

2.7 统计方法

采用 Origin 2021 进行绘图， 采用 Excel 2019 整理数据， 利用 SPSS Statistics 25 进行计算和统计分析，并用 Duncan 检验法对显著性差异($P < 0.05$) 进行多重比较。

3.结果与分析

3.1.不同进水下 Cr^{6+}处理对薏苡生长的影响

由表 1 可知，薏苡的株高和茎径均随着铬处理时间的延长而提高，但添加 Cr（Ⅵ）处理的株高、茎径的增加量均显著低于 0 mg· L^{-1} Cr(VI)处理。HNS 处理条件下，薏苡株高显著大于 DWS 处理。相同进水条件下，与 0 mg· L^{-1} Cr(VI)处理相比，20、40 mg· L^{-1}Cr(VI)处理薏苡株高和茎径均受到显著抑制，20 mg· L^{-1} Cr(VI)处理株高和茎径抑制率分别为 9.51% 23.47%和 4.34% 19.33%，40 mg· L^{-1} Cr(VI)处理抑制率分别为 16.11%~32.8%和 7.04%~20.14%，受抑制程度随 Cr(Ⅵ)处理浓度的提高而显著提高，茎径受抑制程度小于株高。不同进水处理相比较，HNS 处理的株高和茎径均高于 DWS，但其株高和茎径的受抑制程度也大于 DWS 处理。

表 1 不同进水下 Cr^{6+}处理对薏苡株高、茎径的影响

Table 1 The effect of Cr^{6+} treatment on plant height and stem diameter of *Coix lacryma-jobi* L under different water inflows

处理时间 Treatment time (d)		铬处理 Cr level (mg· L^{-1})	株高 Plant height (cm)	茎径 Stem diameter (mm)
13	DWS	0	21.97±0.78b	7.49 ± 0.15a
		20	19.88±0.14c	7.16 ± 0.55b
		40	18.43±0.19d	6.96 ± 0.6cd
	HNS	0	23.13±0.51a	7.64 ± 0.11a
		20	19.63±0.35c	7.07 ± 0.05bc
		40	18.01±0.13d	6.83 ± 0.08d
48	DWS	0	79.56±0.64b	10.79 ± 0.05b
		20	64.48±1.89d	9.51 ± 0.05c
		40	61.46±1.49e	8.9 ± 0.042e
	HNS	0	87.85±2.14a	10.92 ± 0.04a
		20	67.23±2.91b	9.355 ± 0.07d
		40	64.14±1.02d	8.72 ± 0.03f

76	DWS	0	123.62±5.07a	11.67 ± 0.15b
		20	103.13±1.00b	11.04 ± 0.08c
		40	82.55±0.26d	10.25 ± 0.05e
	HNS	0	128.48±3.53a	11.88 ± 0.03a
		20	103.37±1.32b	10.9 ± 0.05d
		40	94.15±1.08c	10.2 ± 0.01e
90	DWS	0	129.98 ± 5.54a	13.05 ± 0.110a
		20	108.47 ± 2.01b	11.95 ± 0.23b
		40	91.46 ± 2.02c	10.72 ± 0.06c
	HNS	0	136.11 ± 1.57a	13.39 ± 0.16a
		20	110.88 ± 1.79b	12.46 ± 0.59b
		40	101.46 ± 1.34d	10.96 ± 0.24c

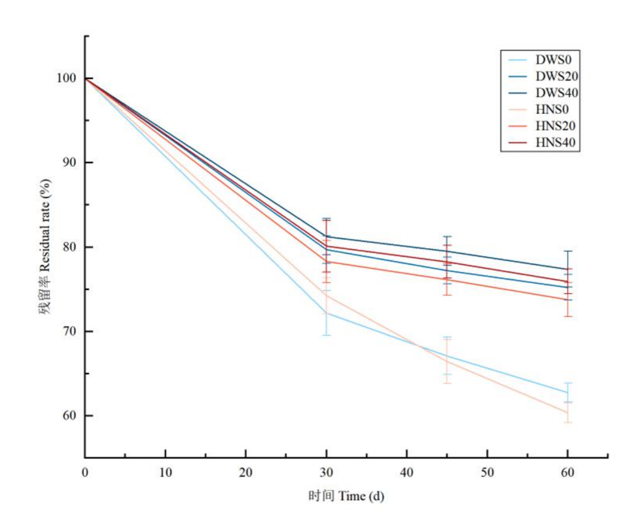
注：表中数据为平均值±标准差，同列中不同小写字母表示相同天数不同处理间差异显著性(P<0.05)。

Notes: Data in the table are mean ± standard deviation. Different lowercase letters in the same column represent the difference significance among different treatments on the same day (P<0.05).

3.2 不同进水下 Cr^{6+}处理残根分解过程中干物质残留率的影响

由图 1 可知，两种含铬废水人工湿地薏苡残根干物质残留率变化趋势一致，均随铬处理浓度提高而显著提高，随着铬处理时间的延长而下降。相同铬处理浓度下，DWS 处理残根干物质残留率高于 HNS 处理。埋根 30 d，残留率在 72.16%~81.23%之间，埋根 45 d，残留率为 66.43%~79.52%，埋根 60 d，残留率为 60.34%~77.38%。埋根 0~30 d，所有处理残根的分解都比较迅速，此为快速损失阶段；30~60 d，残根分解速率变慢，残留率变化不大；之后根分解缓慢为慢速损失阶段。不同铬处理浓度相比较，0 mg· L^{-1} Cr(Ⅵ)残根干重残留率在 60.34%~74.23%之间，20 mg· L^{-1} Cr(Ⅵ)处理残留率在 71.78~78.27%之间，40 mg· L^{-1}Cr(Ⅵ)处理残留率在 74.93%-81.23%之间，不同浓度 Cr(Ⅵ)处理之间残根干重残留率差异显著。

表 2 表示不同处理下残根分解残留率经过指数模型分析其 R^2>0.99(P<0.05),符合 Olson 单指数分解模型，可求出 DWS 和 HNS 中不同处理下的分解常数（k）。DWS 处理下，0、20、40 mg $L^{-1}$$Cr^{6+}$处理残根的分解常数分别为 0.0047、0.0024、0.0016，HNS 处理下分解常数分别为 0.0069、0.0030 和 0.0022，DWS 和 HNS 的分解常数差异显著（P<0.05）。由分解常数可以推算薏苡残根分解 50%和 95%所需的时间，可见相同 Cr^{6+}处理浓度下，DWS 处理比 HNS 处理薏苡根系分解所需时间更长。



注: DWS0、DWS20 和 DWS40 分别代表生活污水条件下下添加 0、20、40 mg · L^{-1} Cr^{6+}处理，HNS0、HNS20 和 HNS40 分别代表营养液条件下 0、20、40 mg · L^{-1} Cr^{6+}的营养液处理，下同。

Note: DWS0, DWS20, and DWS40 represent the addition of 0, 20, and 40 mg · $L^{-1}Cr^{6+}$under domestic sewage conditions, while HNS0, HNS20, and HNS40 represent the nutrient solution treatment of 0, 20, and 40 mg · L^{-1} Cr^{6+}under nutrient solution conditions, the same below.

图 1 不同进水下 Cr^{6+}处理残根分解过程中干物质残留率变化动态

Fig. 1 Dynamic changes in dry matter residue rate during the decomposition process of residual roots treated with Cr^{6+} under different influents

表 2 薏苡根残留率自然对数(y)和分解时间(t)的回归方程和参数

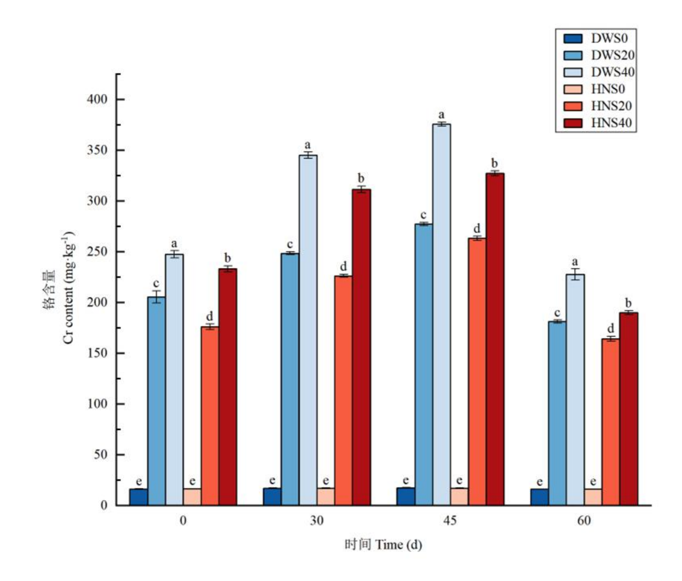
Table 2 regression equation and parameters of natural logarithm (y) and decomposition time (t) of *Coix lacryma-jobi* L root residue rate

	铬处理 Cr level (mg ·L^{-1})	回归方程 Regression equation	k/d^{-1}	R^2	50%分解时间 50%decomposition time (d)	95%分解时间 95%decomposition time (d)
DWS	0	y = -0.0047t - 0.1872	0.0047	0.9995	108	598
	20	y = -0.0024t - 0.1735	0.0024	0.9953	216	1175
	40	y = -0.0016t - 0.1582	0.0016	0.9948	334	1773
HNS	0	y = -0.0069t - 0.0933	0.0069	0.9983	87	420
	20	y = -0.0030t- 0.2397	0.003	0.9983	151	918
	40	y = -0.0022t - 0.1562	0.0022	0.9978	244	1290

3.3 不同进水下 Cr^{6+}处理残根分解过程中根内 Cr 含量以及积累量的变化动态

由图 2 可知，DWS 和 HNS 处理湿地残根铬含量均随着分解时间的延长而呈先升高后降低的趋势。埋根 30、45d 时，20、40 mg· L^{-1} Cr(Ⅵ)处理残根铬含量均显著大于埋根前的初始浓度（*P*<0.05），DWS 处理残根铬含量显著大于 HNS 处理（*P*<0.05）。DWS 处理下，20、40 mg $L^{-1}Cr^{6+}$处理残根中铬含量分别比根初始铬含量增大了 98.87%和 26.31%，HNS 处理下，20、40 mg $L^{-1}Cr^{6+}$处理残根中铬含量分别比根初始铬含量增大了 90.6%和 37.45%。在

分解 60d 时，不同浓度处理根的铬含量均差异显著（$P<0.05$），残根的铬含量均小于根的初始含量，DWS 处理下，20、40 mg $L^{-1}Cr^{6+}$处理残根铬含量分别比埋根初始铬含量降低了 11.7%和 8.09%，HNS 处理下，20、40 mg $L^{-1}Cr^{6+}$处理残根铬含量分别比埋根初始铬含量降低了 15.8%和 18.4%。表明薏苡残根中的铬发生了净释放，不同处理下残根铬绝对量变化过程为 0~45 d 为固持，45~60 d 为释放阶段。



注: 在两种营养条件(DWS、HNS)和 3 种铬浓度（0、20、40 mg・L^{-1}）条件下，薏苡残根分解过程中 60 d 内总铬含量的变化。每个条形图上方的不同字母表示在 0.05 水平上存在显著差异。

Note: Variation of data on total chromium content during decomposition of *Coix lacryma-jobi L* residual root over 60 days under two nutrient conditions (DWS, HNS) and three chromium (VI) concentrations (0, 20, 40 mg· L^{-1}). Different letters above each bar graph indicate significant differences at the 0.05 level.

图 2 不同进水下 Cr^{6+}处理残根总铬含量的变化动态

Fig. 2 Dynamic changes in total chromium content in residual roots treated with Cr^{6+} under different influents

表 3 表明 DWS 和 HNS 人工湿地残根分解 30~60 d 铬释放量的变化。随着分解时间的延长，DWS 和 HNS 处理的释放量均呈现先上升的趋势。在 DWS 和 HNS 处理人工湿地中，除 0 mg· L^{-1}外，20、40 mg· L^{-1}处理下，30、45、60 d 的 DWS 和 HNS 处理铬释放量均差异显著（$P<0.05$），均为 HNS＞DWS。不同处理相比较，释放量大小依次为 HNS40＞DWS40＞HNS20＞DWS20＞HNS0＞DWS0。

表 3 不同进水下 Cr^{6+}处理残根铬的释放量

Table 3 Release of residual chromium from Cr^{6+} treated roots under different influent conditions

	铬处理 Cr level (mg・ L^{-1})	释放量 Release amount (mg)		
		30d	45d	60d
DWS	0	0.64 ± 0.12e	1.36 ± 0.04e	1.179 ± 0.14e

	20	26.98 ± 4.45d	32.46 ± 2.92d	39.57 ± 2.57d
	40	42.5 ± 1.52b	55.76 ± 1.39b	65.21 ± 2.29b
	0	1.6 ± 0.09e	2.86 ± 0.06e	2.5 ± 0.10e
HNS	20	33.49 ± 2.04c	37.76 ± 1.15c	48.26 ± 2.56c
	40	55.25 ± 4.5a	65.33 ± 2.61a	80.14 ± 4.36a

注：表中数据为平均值 ± 标准差，同列中不同小写字母表示相同天数不同处理间差异显著性(P<0.05)。

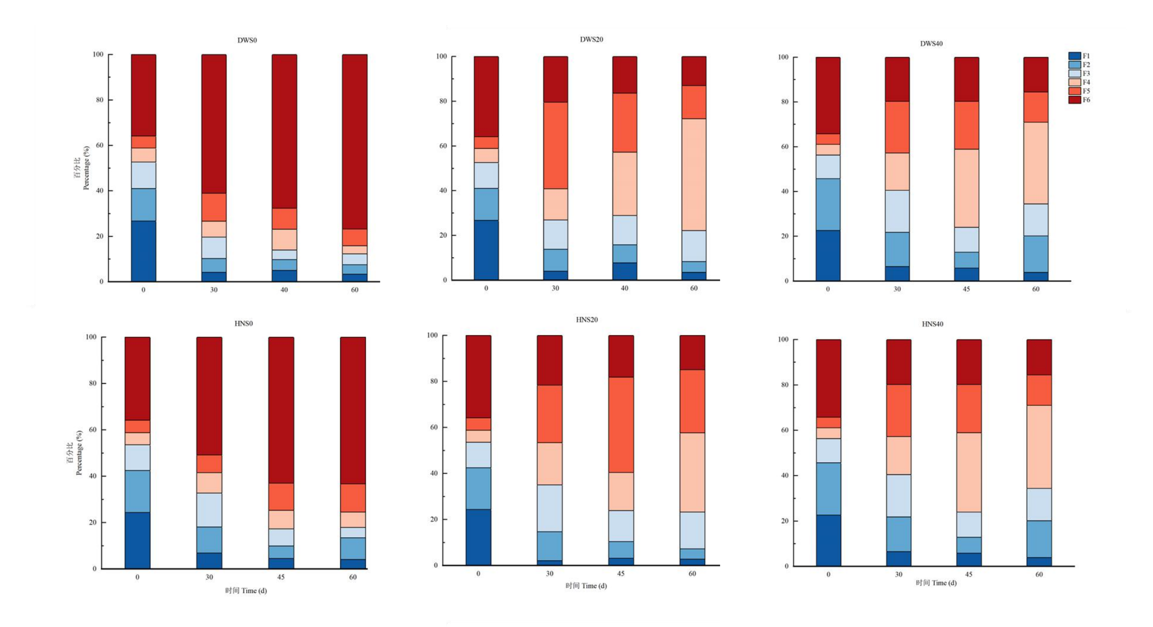
Notes: Data in the table are mean ± standard deviation. Different lowercase letters in the same column represent the difference significance among different treatments on the same day (P<0.05).

3.4 不同进水下 Cr^{6+}处理残根铬各形态含量的影响

由图 3 中可知，埋根初期，两种进水条件下，0 mg· L^{-1} Cr(Ⅵ)处理下，随着埋根时间的延长，残根中 F1、F2、F3、F4 和 F5 占比逐渐降低，而 F6 的比例不断提高。埋根 0 d 时，DWS 和 HNS 中 F6 均占总量 36%，F1、F2 之和占总量 41%和 42%，残根分解 60 d，DWS 和 HNS 处理 F6 占总量比例分别显著提高至 77%和 63%，而 F1、F2 之和占比则分别显著降至 7%和 13%，F3、F4、F5 含量占比变化不明显。

而在 20、40 mg· L^{-1} Cr(Ⅵ)处理下，两种营养条件下残根中铬形态分布变化规律比较一致，埋根前期以 F1、F2 和 F6 形态为主，后期则以 F3、F4 和 F5 形态为主。与 0 d 相比，分解 60 d 后 F1、F2 占比均显著下降，F6 占比下降，而 F4 占比提高，与埋根前相比均差异显著（P<0.05），分解 60 d 时 F4 占比最大。在 20 mg· L^{-1} 处理 0 d，DWS 和 HNS 处理残根中 F4 占比分别为 4%和 5%，F6+F1+F2 占比之和分别为 71%和 76%，差异不显著。而 Cr(Ⅵ)处理 60 d，DWS 和 HNS 处理 F4 占比分别为 50%和 34%，DWS 处理增幅显著大于 HNS 处理，而 F6+F1+F2 占比之和在两种营养条件下相同。

在 40 mg· L^{-1} Cr(Ⅵ)处理下，0 d 时，DWS 和 HNS 中 F4 占比均为 5%，F6+F1+F2 之和分别占比 80%和 71%；60 d 时，DWS 和 HNS 处理 F4 占比均为 37%，DWS 处理 F6+F1+F2 占比为 35%，DWS 降低幅度略大于 HNS 处理(36%)，F3、F5 占比变化不明显。埋根 30、45 d，相同 Cr(Ⅵ)浓度处理下，埋根 Cr 形态总量均表现为 HNS>DWS；但在埋根 60 d 时，薏苡残根铬形态总量处理表现均为 DWS>HNS。



注：F1 为乙醇提取态、F2 为去离子水结合态、F3 氯化钠提取态、F4 为醋酸结合态、F5 盐酸提取态、F6 残渣态。

Note: F1 is ethanol extracted state, F2 is deionized water bound state, F3 is sodium chloride extracted state, F4 is acetic acid bound state, F5 is hydrochloric acid extracted state, and F6 is residue state.

图 3 不同进水下 Cr^{6+}处理残根内铬形态含量的变化动态

Fig. 3 Dynamic changes in chromium form content in residual roots treated with Cr^{6+} under different influent conditions

3.5 不同进水下 Cr^{6+}处理残根分解过程中出水 COD、TN、NH_4-N 和总 Cr 含量的影响

根据表 4，可以看到 DWS 和 HNS 人工湿地残根分解不同阶段出水中的 COD、TN、NH_4-N 和总铬的变化情况。DWS 和 HNS 中所有处理中的 COD、TN 和 NH_4-N 的含量均随残根分解时间的延长呈先降低后提高趋势，而总铬的含量则是降低后升高又继续降低的趋势。在 3 d，因是进行埋根后不久，COD、TN 和 Cr 含量均处于较高状态，在 30、45、60 d，三个铬浓度处理的 COD 含量与残根分解进程变化趋势类似，残根分解 30~45 d，出水中 COD 含量显著提高，但从 45~60d 则变化不大，DWS 处理 COD 含量显著大于 HNS（P<0.05），但从 COD 的提高幅度看，残根分解过程中，HNS 处理 COD 含量大于 DWS 处理。在 0、20、40 mg·$L^{-1}Cr^{6+}$处理下，DWS 和 HNS 处理中 TN 在同一时间段没有显著差异性，在 60 d 时 DWS 处理中 NH_4-N 含量显著大于 HNS 处理。在 30、45、60 d ，3 个铬浓度处理中总铬的含量都表现出 DWS 显著大于 HNS（P<0.05）。埋根 60 d 时，DWS 处理下，20、40 mg·$L^{-1}Cr^{6+}$处理出水铬含量分别比 30 d 下降了 54%和 37%，HNS 处理下，20、40 mg $L^{-1}Cr^{6+}$处理出水铬含量分别比 30 d 下降了 63%和 47%。

表 4 不同 Cr^{6+}浓度对出水 COD、TN、NH_4-N 和总铬含量的影响

Table 4 Effects of different Cr^{6+} concentrations on COD, TN、NH_4-N and total chromium content in effluent

处理时间 Treatment time (d)		铬处理 Cr level (mg・L-1)					
		DWS			HNS		
		0	20	40	0	20	40
COD	3	6.46±0.34e	11.41±0.13c	13.92±0.78a	5.52±0.32f	10.52±0.69d	12.49±0.41b
	30	5.46±0.25e	9.29±0.14c	12.84±1.09a	4.22±0.13f	8.11±0.04d	10.48±0.15b
	45	8.48 ± 0.11e	12.71 ± 0.94c	15.48 ± 0.13a	6.48 ± 0.11f	11.37 ± 0.36d	13.61 ± 0.14b
	60	9.06 ± 0.55e	14.43 ± 0.41c	19.71 ± 0.63a	7.33 ± 0.72f	11.76 ± 0.81d	16.71 ± 0.38b
TN	3	6.35 ± 0.32d	7.02 ± 0.15c	7.81 ± 0.16b	6.77 ± 0.15e	7.49 ± 0.11b	8.42 ± 0.67a
	30	4.38 ± 0.21c	5.77 ± 0.03b	7.01 ± 0.34a	4.99 ± 0.66c	6.19 ± 0.31b	7.52 ± 0.35a
	45	5.3 ± 0.08f	6.72 ± 0.05d	8.53 ± 0.37b	5.92 ± 0.37e	7.19 ± 0.12c	9.37 ± 0.04a
	60	8.81 ± 0.8f	11.39 ± 36d	13.58 ± 0.49b	9.81 ± 0.08e	12.39 ± 0.34c	15.58 ± 0.49a
Cr	3	0.26 ± 0.02c	16.30 ± 0.84b	33.1 ± 0.78a	0.24 ± 0.05c	15.53 ± 0.31b	32.18 ± 0.89a
	30	0.19 ± 0.05e	10.43 ± 0.35c	13.28 ± 0.22a	0.21 ± 0.07e	9.33 ± 0.21d	11.24 ± .36b
	45	0.45 ± 0.05e	14.52 ± 0.14c	17.67 ± 0.11a	0.39 ± 0.07e	12.58 ± 0.20d	15.29 ± 0.12b
	60	0.34 ± 0.05e	4.73 ± 0.25c	8.27 ± 0.21a	0.31 ± 0.07e	3.40 ± 0.19d	6.02 ± 0.14b
NH_4-N	3	3.27 ± 0.45d	5.07 ± 1.01b	6.71 ± 1.46a	2.17 ± 0.69d	4.22 ± 0.39c	5.43 ± 1.67b
	30	2.81 ± 0.78d	4.06 ± 0.99c	5.13 ± 0.75a	2.35 ± 0.21d	3.76 ± 0.22c	4.56 ± 0.61b
	45	4.38 ± 0.26c	6.55 ± 1.08b	8.43 ± 2.53a	3.41 ± 0.52c	5.85 ± 0.61b	7.18 ± 0.71a
	60	5.86 ± 0.75e	8.78 ± 0.51c	10.89 ± 1.33a	4.85 ± 0.84f	7.41 ± 0.73d	9.49 ± 0.73b

注：表中数据为平均值 ± 标准差，同行中不同小写字母表示相同天数不同处理间差异显著性(P<0.05)。

Notes: Data in the table are mean ± standard deviation. Different lowercase letters in the same column represent the difference significance among different treatments on the same day (P<0.05).

4.讨论

4.1 不同进水类型对 Cr^{6+}处理薏苡生长的影响

人工湿地植物的生长状况与污水处理效果有密切的关系（Kim et al., 2001）。重金属胁迫下，植物的生长受抑制程度与重金属浓度及营养状况密切相关，充足的氮磷钾等营养有利于缓解重金属对植物的抑制作用（黄益宗，2004）。铬胁迫下，生活污水处理下湿地中薏苡的生长受到抑制（李志刚等，2018；Li et al., 2021），本研究中，20、40 mg L^{-1} Cr(Ⅵ)处理均对薏苡的生长有抑制作用，但 1/2 Hoagland 营养液营养条件下薏苡长势优于生活污水条件，与前人的研究一致。本文生活污水条件下薏苡生长受抑制程度低于 1/2 Hoagland 营养液处理，但随 Cr^{6+}处理时间的延长，营养液条件下薏苡受抑制程度降低，可能与胁迫初期生活污水中丰富的微生物及有机质，而营养液条件下微生物群落及有机质缺乏有密切关系，而胁迫后期，1/2 Hoagland 营养液丰富的营养，以及人工湿地基质有机质大量积累和微生物群落丰度提高（黄建祥，2012；李帅，2016），都有利于缓解 Cr^{6+}对植物的毒害，而微生物通过对重金属

离子的生物吸附和富集作用等途径，改变在重金属在土壤中的贮存形式（马莹等，2013；Kumar，2020），降低铬的植物吸收率（Mandal et al., 2017; Yang et al., 2019），这可能是不同生活污水与营养液条件下植物生长受抑制程度有差异的重要原因。

4.2 不同进水类型对 Cr^{6+}处理残根分解的影响

通过收割植株地上部分可以带走一部分重金属，但植物吸收的重金属主要集中在根系（Mustapha et al., 2018），李志刚等（2018）研究发现人工湿地处理含铬废水时，薏苡根系中积累的铬显著大于其他部位。当地上部分收割后，残根必然会脱落分解，并导致残根中积累的重金属释放（Cao et al., 2018），凋落物的分解速率与重金属 Cu、Cd、Zn、Pb 的含量均呈现明显的负相关（迟国梁等，2009；薛银婷等，2018)。彭姿等（2015）发现，以生活污水为水源灌溉的人工湿地，地上部收割后，根系脱落分解导致了铬的释放，但较高浓度下，残根分解速率下降。本研究表明，在两种进水条件下，残根的分解速率均随铬处理浓度的提高而下降，与前人的研究结果一致，可能是高铬浓度条件下会抑制微生物的活动，从而抑制残根的分解（Duarte et al., 2004; 李帅，2016）。本研究中，HNS 处理残根分解速率大于 DWS 处理，可能与 HNS 处理营养丰富，利于微生物群落的活动有密切关系，Guo 等（2021）发现凋落物分解与营养物质含量（如氮和磷）呈正相关，本文所用生活污水 N、P、K 等元素含量显著低于 HNS 处理，且养分不平衡。而营养丰富的生态系统，有利于微生物的活动，从而导致凋落物的高衰减率(Corstanje et al., 2006; Grasset et al., 2017)。Jani 等（2015）的研究表明，氮添加促进了土壤微生物的生长，从而促进了红三叶草(*Trifolium incarnatum*)和毛野豌豆(*Vicia villosa*)细根的分解。本文 HNS 中残根分解更快，可能是丰富的氮促进了微生物的活动，从而促进了残根的分解。

4.3 不同进水类型对 Cr^{6+}处理残根分解过程中残根内 Cr 化学形态及含量的影响

在凋落物分解过程中，必然伴随着元素的释放，杨继松等（2006）发现小叶章枯落物分解促进了 Mg、Mn、Fe 的释放和积累。有研究表明，人工湿地中的枯落物分解初期铬含量升高，但随着分解程度的增强，铬的含量逐渐降低并低于初始浓度，说明分解过程中湿地植物凋落物重金属变化动态与枯落物的分解程度有关(Xu＆Wu, 2019)。本研究发现分解前期根残体的铬含量均升高，可能与薏苡残根铬主要分布在中柱导管中，而韧皮部分布相对较少，导致不同部位分解进程不同有关（Li et al., 2021）。随分解时间的延长，铬含量较高部位逐渐分解，导致铬含量逐渐降低并低于初始含量，与关亚楠等（2020）发现两种淹水条件下芦苇和盐地碱蓬凋落物中 Pb 和 Zn 在分解期间均呈现出不同程度的净归还的结果一致。本研究中，HNS 中的铬释放量显著大于 DWS，但 DWS 处理残根中铬显著高于 HNS（$P<0.05$）。表明铬释放量与营养水平有关（Kang et al., 2019），HNS 处理具较好的营养状况，可能是 HNS 处理残根分解快，铬释放量大的重要原因。

铬的化学形态直接体现铬的生物有效性（彭姿等，2015）。本研究表明，残根分解初期，铬的化学形态均以 F6 主，这可能与残根中高铬浓度的积累和较低的生物利用度有关(Lytle et al.，1998)。其次为 F1 和 F2，F1 和 F2 形态铬，生物活性高，在植物体内容易被迁移和转化(Zeng et al., 2011)。本研究中，残根 F1、F2 均随分解时间的延长而大幅度降低，随着残根分解时间的延长，残根中的醋酸结合态（F4）增加，残渣态（F6）降低，可能是磷酸盐、草酸盐以及难溶性高分子量化合物把一部分铬固定在残根中，说明在铬胁迫下残根分解过程中没有提高根残留体内铬的生物活性。

4.4 不同进水类型根系分解对出水水质的影响

人工湿地主要依靠微生物吸收及转化作用、基质吸附和湿地植物吸收作用对污水中的重金属进行净化。而基质中有机质的变化动态则与重金属等污染物的去除关系极为密切，Paredes 等（2007）研究表明，人工湿地基质中添加有机物质可以提高铬的去除率，而脱落根系是人工湿地有机质的重要来源，有机质的官能团如羧基、醇羟基、烯醇羟基等，可以通

过吸附、螯合、络合等多种作用方式影响到重金属在土壤中的迁移行为（马闯等，2022），戴晓娟等（2021）研究发现龙须菜的分解导致短期内水体中氮、磷浓度升高。芦苇凋落物中分解，导致环境中 As、Cr 和 Cu 的含量增加（关亚楠等，2020），彭姿等（2015）的研究也表明，铬污染下，残根分解过程中铬的释放也非常活跃。本研究中，残根分解过程中，人工湿地出水中 COD、总铬含量均提高，对出水中 TP 含量影响不大，但 TN、NH_4-N 的去除率有所下降，TN、NH_4-N 含量均随着铬处理浓度的增加而增加，可能是因为高浓度铬条件下导致对湿地中薏苡和微生物产生毒害作用，抑制湿地对 TN 及 NH_4-N 的去除，与杨玲丽等（2022）的研究在铜胁迫下人工湿地对 TN 的去除能力下降，从而影响到 TN 的去除的研究结果一致。

随着分解时间的进行，DWS 和 HNS 处理的水中总铬含量先升高后降低，原因可能是残根分解时部分铬释放到水体中，到了分解后期，释放到水体中的铬趋向于稳定，一部分铬被湿地中的薏苡植株吸收，一部分被湿地中的微生物群体转化成不同形式的铬。薏苡人工湿地对生活污水中铬的净化效果较好（李志刚等，2018），但生活污水营养失衡，薏苡生长不良，最终导致植株过早老化，不利于人工湿地中含铬废水的高效处理（Li et al., 2021）。因此，尽管 HNS 处理残根分解较快，会向环境释放出更多的铬，但由于 HNS 处理植物长势较好，有较高的生物量，但仍能保持较高的对 Cr(Ⅵ)去除的能力。

5.结论

Cr(Ⅵ)胁迫下，薏苡残根分解速率随 Cr(Ⅵ)处理浓度的提高而降低，HNS 处理残根分解速率大于 DWS 处理。薏苡根残留体的残渣态百分比重随埋根时间的延长而减小，乙醇提取态、去离子水提取态占比增大，醋酸结合态的比重大幅度增大。残根分解初期，人工湿地出水中 COD、TN 及总铬含量增大，之后则稳定不变，较好的营养条件促进残根的分解及残根中铬的释放，但也利于植物的生长和对铬的吸收，提高人工湿地处理含铬废水的效果。

参考文献

ASHRAF A, BIBI I, NIAZI N, et al., 2017. Chromium(VI) sorption efficiency of acid-activated banana peel over organo-montmorillonite in aqueous solutions[J/OL]. Interrnational Journal Of Phytoremediation, 19(7): 605-613.

BENFIELD E F, WEBSTER J R, 1985. Shredder abundance and leaf breakdown in an Appalachian Mountain stream[J/OL]. Freshwater Biology, 15(1): 113-120.

BHADURI A, FULEKAR M, 2012. Antioxidant enzyme responses of plants to heavy metal stress[J/OL]. Reviews In Environmental Science And Bio-technology, 11(1): 55-69.

CORSTANJE R, REDDY K, PORTIER K, 2006. Typha latifolia and Cladium jamaicense litter decay in response to exogenous nutrient enrichment[J/OL]. Aquatic Botany, 84(1): 70-78.

CHI GL, ZHAO Y, GUAN ZY, et al., 2009. Responses of leaf-litter decomposition rate to acid mine drainage pollution.[J]. Chinese Journal of Ecology, 28(12): 2579-2585. [迟国梁，赵颖，官昭瑛，等，2009. 树叶凋落物的分解速率对酸性矿山废水污染的响应[J].生态学杂志,28(12):2579-2585.]

CHEN LQ, HU Y. Current situation and research trends of determination methods of chemical oxygen demand [J]. Environmental Science Guide, 2009, 28 (S1): 114-118. [陈丽琼,胡勇, 2009. 化学需氧量测定方法的现状及研究动态[J].环境科学导刊 ，28(S1):114-118.]

CHENG DD, TONG ST, 2014.Comparison of the effects of two stepwise extraction methods on the extraction of Cr forms in soil [J]. Journal of Environmental Engineering, 8 (9): 4022-4026.

[陈东东，童士唐，2014. 2 种分步浸提方法对土壤中 Cr 形态提取效果的比较[J].环境工程学报,8(9):4022-4026.]

CHEN T, CHANG Q, LIU J, et al., 2016. Identification of soil heavy metal sources and improvement in spatial mapping based on soil spectral information: A case study in northwest China[J/OL]. Science Of The Total Environment, 565: 155-164.]

CAO C, LIU S, MA Z, et al., 2018. Dynamics of multiple elements in fast decomposing vegetable residues. Science Of The Total Environment , 616:614－621.

DUARTE, S, PASCOAL C, CASSIO F, 2004. Effects of zinc on leaf decomposition by fungi in streams: studies in microcosms. Microb. Ecol, Oct;48(3):366-74.

DAI XJ, HU R, LUO HT, et al., 2021. Effects of the decomposition of Gracilaria lemaneiformis on seawater quality[J]. Journal of Tropical Oceanography, 40(1): 91-98. [戴晓娟，胡韧，罗洪添，等，2021. 大型海藻龙须菜凋落物分解对水质的影响[J].热带海洋学报, 40(01):91-98.]

FANG Z, WANG Q, ZHANG C, et al ., 2022. Effects of Cr^{6+} stress on chromium chemical speciation distribution and bacterial community structure in the *Coix lacryma-jobi* L. constructed wetlands. Environmental Pollutants And Bioavailability, 34:433–445.

GB 7466-1987 Water Quality - Determination of Total Chromium [S], China Standards Publishing House, 1987. [GB 7466-1987 水质总铬的测定[S]，中国标准出版社，1987.]

GRASSET C, LEVREY L, DELOLME C, et al., 2017. The interaction between wetland nutrient content and plant quality controls aquatic plant decomposition[J/OL]. Wetlands Ecology And Management, 25(2): 211-219.

GUAN YN, BAI JH, WANG W, et al., 2020. Litter decomposition and heavy metal return characteristics of Phragmite australis and Suaeda salsa under different flooding conditions in the Yellow River Delta, China[J]. Journal of Natural Resources, 35(2): 472-479. [关亚楠，白军红，王伟，等，2020. 黄河三角洲不同淹水条件下芦苇和盐地碱蓬凋落物的分解与重金属归还特征[J].自然资源学报, 35(2):472-479.]

GITHUKU C R , MUSYOKA N J , SALIM W R , et al., 2021. Treatment potential and phytoextraction capacity of Phragmites australis in the removal of heavy metals from constructed wetlands[J]. International Journal Of Environment And Waste Management, (3):27.

GUO L, DENG M, YANG S, et al., 2021. The coordination between leaf and fine root litter decomposition and the difference in their controlling factors[J/OL]. Global Ecology And Biogeography, 30(11): 2286-2296.

HUANG JX, 2012. Response mechanism of *Coix lacryma-jobi* L artificial wetland under chromium (VI) nutrient solution treatment [D]. Nanning: Guangxi University. [黄建祥，2012. 薏米人工湿地在含铬（Ⅵ）营养液处理下的响应机理[D].南宁：广西大学.]

HUANG YZ, 2004. The interaction and ecological effects of cadmium with elements such as phosphorus, zinc, iron, and calcium [J]. Journal of Ecology, 2004(2): 92-97. [黄益宗，2004. 镉与磷、锌、铁、钙等元素的交互作用及其生态学效应[J].生态学杂志，2004(2):92-97.]

HJ 535-2009, Water quality determination of ammonia nitrogen Nessler reagent spectrophotometric method [S]. [HJ 535-2009，水质氨氮的测定纳氏试剂分光光度法[S].]

KUMAR D, 2020. Chromium removal efficiency of plant, microbe and media in experimental VSSF constructed wetlands under monocropped and co-cropped conditions[J]. Mathematical Research Letters: MRL, 27(2).

KANG M , TIAN Y , PENG S , et al., 2019. Effect of dissolved oxygen and nutrient levels on heavy metal contents and fractions in river surface sediments.[J]. The Science Of The Total

Environment, 648:861-870.
JANI A, GROSSMAN J, SMYTH T, et al., 2015. Influence of soil inorganic nitrogen and root diameter size on legume cover crop root decomposition and nitrogen release[J/OL]. Plant And Soil, 393(1-2): 57-68.
LI L, LI Q, TANG Y, et al., 2021. Effects of different nutritional conditions on accumulation and distribution of Cr in Coix lacryma-jobi L. in Cr^{6+} contaminated constructed wetland[J/OL]. Ecotoxicology And Environmental Safety, 225, 112763-.
LIN, H , YOU, S, LIU L, 2019. Characterization of microbial communities, identification of cr(vi) reducing bacteria in constructed wetland and cr(vi) removal ability of bacillus cereus. Scientific Reports, 9(1).
LI XL, 2018. Determination of total nitrogen in water sample by ultraviolet spectrophotometry with alkaline potassium persulfate digestion [J] Chemical management (31): 1. [李学莲, 2018. 碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法测定水样中的总氮[J]. 化工管理(31): 1.]
LI ZG, YANG Y, AN RC et al., 2018. Accumulation and distribution of chromium in artificial wetlands contaminated with chromium by *Coix lacryma-jobi* L [J]. Guangxi Botanical Journal, 38 (6): 681-686. [李志刚, 杨幽, 安芮辰，等， 2018. 铬污染人工湿地薏米对铬的积累和分布[J].广西植物, 38(06):681-686.]
LI S, 2016. Study on the Purification Mechanism of Chromium (VI) Containing Wastewater in *Coix lacryma-jobi* L Artificial Wetland [D].Nanning: Guangxi University. [李帅， 2016. 薏米人工湿地对含铬(Ⅵ)污水的净化机理研究[D].南宁：广西大学.]
LI K, GU C, LIU J, et al., 2014. Experimental Study on Purification of Heavy Metal Containing Domestic Wastewater by *Leersia hexandra* [J]. Environmental Science and Technology, 37 (11): 151-155. [李恺, 顾晨, 刘杰等，2014.李氏禾净化含重金属生活污水的实验[J].环境科学与技术,37(11):151-155.]
LI ZG, HUANG HL, LI SL, et al., 2010. Effects of Chromium Purification of Domestic Wastewater and Its Accumulation in Constructed Wetlands[J]. Journal of Agro-Environment Science, 29(7): 1362-1368. [李志刚, 黄海连, 李素丽, 等，2010. 铬对人工湿地净化生活污水的影响及铬积累规律[J].农业环境科学学报 ,29(7):1362-1368.]
LI ZG, JIANG YH, LI SI et al., 2008. Effects of constructed wetland wastewater treatment on photosynthesis and chlorophyll fluorescence characteristics of three plants [J]. Ecological Environment, 17 (06): 2187-2191. [李志刚, 蒋越华, 李素丽, 等， 2008. 人工湿地污水处理对三种植物光合作用及叶绿素荧光特性的影响[J].生态环境, 17(6):2187-2191.]
LYTLE C, LYTLE F, YANG N, et al., 1998. Reduction of Cr (VI) to Cr (III) by wetland plants: Potential for in situ heavy metal detoxification[J/OL]. Environmental Science & Technology, 32(20): 3087-3093.
MUSTAPHA H, VAN BRUGGEN J, LENS P, 2018. Fate of heavy metals in vertical subsurface flow constructed wetlands treating secondary treated petroleum refinery wastewater in Kaduna, Nigeria. International Journal Of Phytoremediation, 20:44–53.
MANDAL S, SARKAR B, BOLAN N, et al., 2017. Enhancement of chromate reduction in soils by surface modified biochar. Journal of Environmental Management.
Ma Y, LUO YM, TENG Y, et al., 2013. Progress in phytoremediation of heavy metal contaminated soil enhanced by endophytic bacteria [J]. Journal of Soil Science, 50 (1): 195-202. [马莹, 骆永明, 滕应, 等，2013. 内生细菌强化重金属污染土壤植物修复研究进展[J].土壤学报 ， 50(1):195-202.]

MA C, WANG YY, ZHOU T, et al., 2022. Study on the enrichment characteristics and desorption behavior of cadmium and zinc in particulate organic matter in contaminated soil [J]. Journal of Ecology and Environment, 31 (9): 1892-1900. [马闯，王雨阳，周通，等, 2022. 污染土壤颗粒态有机质镉锌富集特征及其解吸行为研究[J].生态环境学报,31(9):1892-1900.]

NOROUZI S, HEIDARI M, ALIPOUR V, et al., 2018. Preparation, characterization and Cr(VI) adsorption evaluation of NaOH-activated carbon produced from Date Press Cake; an agro-industrial waste[J/OL]. Bioresource Technology, 258: 48-56.

OJUEDERIE O, BABALOLA O, 2017. Microbial and Plant-Assisted Bioremediation of Heavy Metal Polluted Environments: A Review[J/OL]. Iniernational Journa Of Environmental Research And Public Health, 14(12).

OLSON J S, 1963. Energy Storage and the Balance of Producers and Decomposers in Ecological Systems[J]. Ecology, 44(2).

PEGN Z, LI ZG, HE B, et al., 2015. Root decomposition and release of chromium and chemical changes in the artificial wetland of *Coix lacryma-jobi* L [J]. Journal of Environmental Science, 35 (1): 238-244. [彭姿，李志刚，何冰等, 2015. 薏米人工湿地根系分解 及其铬元素的释放和化学形态变化[J].环境科学学报，35(1):238-244.]

PENG Z, LI ZG, HE B, et al., 2014. Root decomposition of *Coix lacryma-jobi L* in constructed wetlands and release and changes in chemical form of chromium[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 35(1): 238-244. [彭姿，李志刚，李帅，等，2014. 六价铬对薏米人工湿地净化生活污水的影响[J].环境科学与技术，35(1): 238-244.]

PAREDES D, VELEZ M, KUSCHK P, et al. 2007. Effects of type of flow, plants and addition of organic carbon in the removal of zinc and chromium in small-scale model wetlands. Water Science And Technology, 56:199－205.

PEREIRA P, CACADOR I, VALE C, et al., 2007. Decomposition of belowground marshes (Tagus litter and metal dynamics in salt Estuary, Portugal). Science Of The Total Environment, 380(1–3), 93–101.

REN J, GAO S, TAO L, et al., 2016. Pb Removal Using Mixed Substrates in a Constructed Laboratory-Scale Unvegetated Vertical Subsurface-Flow Wetland[J/OL]. Polish Journal Of Environmental Studies, 25(1): 283-290.

S-Y Kim, P M, GEARY, 2001. The impact of biomass harvesting on phosphorus uptake by wetland plants. Water Science & Technology.

SHANKER A, CERVANTES C, LOZA-TAVERA H, et al., 2005. Chromium toxicity in plants[J/OL]. Environment International, 31(5): 739-753.

WANG AY, HUANG SS, ZHONG GF et al., 2012. Effect of Cr(Ⅵ) Stress on Growth of Three Herbaceous Plants and Their Cr Uptake[J]. Environmental Science, 33 (6): 2028-2037. [王爱云，黄姗姗，钟国锋，等，2012. 铬胁迫对 3 种草本植物生长及铬积累的影响[J].环境科学，33(6):2028-2037.]

XUE YT, LIN YH, HE XB, et al., 2018. Effects of Lead on the Decomposition of Phyllostachys pubescens Leaf Litter in Western Hu'nan Province[J]. Journal of Chongqing Normal University. Natural Science Edition, 35(1): 117-123. [薛银婷，林永慧，何兴兵，等, 2018. 铅污染对湘西地区毛竹凋落物分解的影响[J].重庆师范大学学报(自然科学版), 35(01):117-123.]

XU L , WU X ,2019. Decomposition of Plant Litter under Chromium Pollution and Associated Characteristics of Chromium Release[J]. Polish Journal of Environmental Studies, 28(4).

YANG JURONG, He JIANGUN, 1995. Discussion on the tolerance mechanism of crops to Cd

toxicity [J] Journal of Applied Ecology, 6 (1): 5. [杨居荣, 贺建群, 1995. 农作物对 Cd 毒害的耐性机理探讨[J]. 应用生态学报, 6(1): 5.]

YANG JS, LIU JS, YU JB, et al., 2006. Dynamics of major elements in Deyeuxia angustifolia litter during its decomposition in Sanjiang Plain[J]. Chinese Journal of Ecology, 25(6): 597-602. [杨继松, 刘景双, 于君宝, 等, 2006. 三江平原小叶章湿地枯落物分解及主要元素变化动态[J].生态学杂志, 25(6):597-602.]

YANG Y, PENG Y, YANG Z, et al., 2019. The Kinetics of Aging and Reducing Processes of Cr(VI) in Two Soils. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology.

YANG LG, MA L, LIU W, et al.,2022.The treatment effect of constructed wetlands on livestock breeding wastewater under combined copper and sulfamethoxazole pollution [J]. Journal of Hydrobiology, (10): 1484-1493+1592. [杨玲丽, 马琳, 刘伟, 等,2022. 铜和磺胺甲唑复合污染下人工湿地对禽畜养殖尾水的处理效果[J].水生生物学报，46(10):1484-1493+1592.]

ZAPANA J P , ARAN D S , BOCARDO E F , et al., 2022. Treatment of tannery wastewater in a pilot scale hybrid constructed wetland system in Arequipa, Peru (vol 17, pg 4419, 2020)[J]. International Journal of Environmental Science and Technology, (5):19.

ZENG F, ZHOU W, QIU B, et al., 2011. Subcellular distribution and chemical forms of chromium in rice plants suffering from different levels of chromium toxicity[J/OL]. Journal Of Plant Nutrition And Soil Science, 174(2): 249-256.